

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2022.0671

范婷婷, 靳德成, 刘鹏, 等. 原位热脱附能效评价方法构建及应用研究[J]. 生态与农村环境学报, 2023, 39(9): 1213-1220.

FAN Ting-ting, JIN De-cheng, LIU Peng, et al. Assessment of Energy Efficiency of In-situ Thermal Desorption: Creation and Application[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2023, 39(9): 1213-1220.

原位热脱附能效评价方法构建及应用研究

范婷婷^{1,2}, 靳德成^{1,2}, 刘鹏³, 王祥^{1,2}, 赵远超^{1,2}, 邓绍坡^{1,2}, 张胜田^{1,2}, 刘泽权⁴, 万金忠^{1,2}

(1. 生态环境部南京环境科学研究所, 江苏南京 210042; 2. 国家环境保护土壤环境管理与污染控制重点实验室, 江苏南京 210042; 3. 北京建工环境修复股份有限公司, 北京 100015; 4. 东南大学能源与环境学院, 江苏南京 210009)

摘要: 随着工业化和城市化的推进, 土壤环境安全已成为我国面临的一个严峻问题。原位热脱附是实现场地快速、高效修复的技术之一, 然而能耗高、成本大等缺点成为该技术广泛应用的“瓶颈”。目前国内外尚无统一的定量方法用于评价原位热脱附的能耗。在国外能耗分析的基础上, 基于原位热脱附的工作原理和能耗计算模型, 结合我国有机污染场地特征, 构建了两种能效评价方法, 即污染物能效评价和污染土水体积能效评价。以华北某原位热脱附修复及其耦合化学氧化技术处理的工程项目为例开展能效评价, 探讨两种能效评价方法的适用性。基于原位热脱附技术作用(含耦合化学氧化技术)能量受体的能耗分析结果表明, 原位热脱附技术作用于土水加热的能耗占总能耗的 61.80%~74.43%, 而作用于污染物的能耗仅占 2.11%~17.57%。考虑到热脱附技术能量受体的能耗分析结果和污染物量计算的不确定性, 认为对于原位热脱附技术采用体积能效评价方法更有意义。污染土水体积能效评价结果表明, 耦合区能效为 $7.91 \times 10^{-6} \text{ m}^3 \cdot \text{kJ}^{-1}$, 而热脱附对照区能效为 $1.06 \times 10^{-6} \text{ m}^3 \cdot \text{kJ}^{-1}$, 耦合化学氧化技术后的原位热脱附技术能效提升约 6.5 倍。

关键词: 原位热脱附; 修复; 能效评价; 耦合化学氧化

中图分类号: X53; X523 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2023)09-1213-08

Assessment of Energy Efficiency of In-situ Thermal Desorption: Creation and Application. FAN Ting-ting^{1,2}, JIN De-cheng^{1,2}, LIU Peng³, WANG Xiang^{1,2}, ZHAO Yuan-chao^{1,2}, DENG Shao-po^{1,2}, ZHANG Sheng-tian^{1,2}, LIU Ze-quan⁴, WAN Jin-zhong^{1,2} (1. Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment, Nanjing 210042, China; 2. State Environmental Protection Key Laboratory of Soil Environmental Management and Pollution Control, Nanjing 210042, China; 3. BCEC Environmental Remediation Co. Ltd., Beijing 100015, China; 4. School of Energy and Environment, Southeast University, Nanjing 210009, China)

Abstract: With the development of industrialization, soil environmental safety has become a serious matter in China. In-situ thermal desorption technology (ISTD) is one of the technologies with high remediation efficiency in short-term period. However, the high energy consumption and high cost become the "bottleneck" for its wide application. Currently, there is no unified quantitative method for evaluating the energy efficiency of in-situ thermal desorption, both home and abroad. To address this issue, energy efficiency evaluation method based on pollutants and energy efficiency evaluation method based on polluted soil/ water volume were developed on the bases of the principle of in-situ thermal desorption and energy consumption calculation model of in-situ thermal desorption, as well as the characteristics of organic pollution sites in China. The applicability of these methods was explored through an engineering project involving in-situ thermal desorption and coupled chemical oxidation technology in North China. Based on the energy consumption analysis of the technology receptors (including coupled chemical oxidation technology), it was found that the energy consumption of in-situ thermal desorption applied to soil and water heating accounted for 61.80% to 74.43% of the total energy consumption, while the energy consumption applied to pollutants only accounted for 2.11% to 17.57%. To account for the uncertainty in the energy consumption analysis of thermal desorption technology and the calculation of pollutant amount, it is believed that using the

收稿日期: 2022-07-01

基金项目: 国家重点研发计划(2019YFC1805705, 2018YFC1803100)

① 通信作者 E-mail: wjz@nies.org

volume energy efficiency evaluation method is more meaningful for in-situ thermal desorption technology. The results of the pollutant soil-water volume energy efficiency evaluation indicate that the energy efficiency of the coupled zone is $7.91 \times 10^{-6} \text{ m}^3 \cdot \text{kJ}^{-1}$, while that of the thermal desorption zone is $1.06 \times 10^{-6} \text{ m}^3 \cdot \text{kJ}^{-1}$. After coupling chemical oxidation technology, the energy efficiency of in-situ thermal desorption technology is increased by about 6.5 times.

Key words: in-situ thermal desorption (ISTD); remediation; energy efficiency assessment; coupling chemical oxidation

城市化进程的飞速发展引起污染场地的大量涌现,从而产生巨大的治理修复压力。其中,部分有机污染场地具有污染历史长、污染情况复杂,尤其是呈现污染组分多、污染浓度高甚至非水相物质(non-aqueous phase liquid, NAPL)存在、土壤地下水复合污染及污染深度大等特点。与此同时,我国场地修复主要以土地周转、房地产开发为需求导向,因此,场地修复倾向于采用热修复、化学修复等周期短的方式进行治理。

原位热脱附技术因其具有修复效率高、修复周期短、适用范围广且可以达到极低的修复目标、二次污染小以及可同步处理土壤和地下水等优点而在国内得到推广^[1-3]。然而,能耗高、成本大等缺点则限制了原位热脱附技术的广泛应用。《土壤污染风险管控与修复技术手册》显示,国外原位热脱附处理成本约为 $60 \sim 150 \text{ 美元} \cdot \text{m}^{-3}$;而国内现有工程统计数据显示其修复成本高达 $1\ 000 \sim 2\ 500 \text{ 元} \cdot \text{m}^{-3}$ ^[4]。其中,能源消耗是其主要成本来源^[5]。韩伟等^[6]认为原位热脱附工程成本较高的原因主要是单一热脱附技术能耗很高。与此同时,高耗能、高成本的原位热脱附技术并不能满足我国复杂有机污染场地开展“减污降碳协同增效”工作的实际需求。

降低能耗与成本不但能解决原位热处理技术广泛应用的关键“瓶颈”问题,而且对我国资源高效利用和绿色低碳发展具有重要意义。国外由于能源较为便宜,在原位热脱附节能降耗方面的研究很少^[7-8]。国内学者在异位热脱附能量分布、降低能耗等方面研究开展较多。如张磊等^[9]通过发挥热脱附与机械研磨的联合作用,改进异位热脱附系统以降低能耗,结果发现系统改进后天然气消耗量可减少 30%,综合运行成本减少 15% 以上。许优等^[10]通过建立输入、输出能量平衡关系式,对异位热脱附系统各部分能耗进行热平衡计算,发现利用土壤预干燥装置将土壤含水量从 20% 降低到 15%,可使直接热脱附装置能耗降低 20% 以上。然而,对于原位热脱附能耗分析,主要是通过主观定性判断,缺乏定量表征。谢炳坤等^[5]仅通过不同土层的温升曲线开展能耗分析,认为表层土壤的热量损失是导

致能耗较高的主要原因。孟宪荣等^[11]认为能耗主要用于水分的蒸发和抽提,因此通过间歇加热和抽提可以提高能量利用效率,而未对实际的能量消耗情况进行对比分析。

目前,对于原位热处理能效的定义尚无统一论。其中,英国环境署将能效定义为燃料产生的热能被有效地转移给需要处理的废弃物^[12],未建立能效评价定量方法。美国环境署将回收单位污染物所需费用定义为成本效益,并发现污染物浓度越高,原位热脱附技术的成本效益就越高^[13]。德国土壤、地下水和场地恢复创新中心以回收单位污染物所消耗的能量作为能耗的计算指标^[14]。因此,笔者在国外评价方法的基础上构建了原位热脱附技术的能效评价方法,并以华北地区某实际工程案例为基础开展评价,以探讨能效评价方法的适用性,为原位热处理及其耦合修复技术的应用决策提供依据。

1 能效评价方法构建

原位热脱附是通过向地下输入热能,加热土壤及地下水,提高目标污染物的蒸气压及溶解度,促进污染物挥发或溶解,并通过土壤气相抽提或多相抽提实现对目标污染物去除的技术^[4]。原位热处理通过耦合其他修复技术可使原位热处理的污染物浓度降低或加热目标温度降低,进而大幅降低原位热处理能耗,提高修复技术能效。理论上,采用原位热脱附技术时,能量作用受体包括污染物和热传导介质(土壤或地下水)两个方面。因此,笔者在国外能耗分析的基础上,针对两种能量作用受体分别提出能效评价方法。考虑到我国污染场地中污染组分复杂、土壤地下水复合污染的状况,采取标准化的污染物量统计方法和分区块分层次精细化污染土水体积统计方法分别建立污染物能效评价方法和污染土水体积能效评价方法。

1.1 污染物能效评价方法

污染物能效评价即消耗单位能量可以去除的污染物量,计算公式为

$$X_1 = \frac{\sum M_i \times Z}{Q_T} \quad (1)$$

式(1)中, X_1 为场地消耗单位能量所去除的污染物

量, $\text{kg} \cdot \text{kJ}^{-1}$; Z 为不同污染物归一化系数, 即以某温度(目标温度与初始温度的平均值)条件下水的蒸发焓作为标准, 进行归一化; M_i 为第 i 种污染物(包含土壤和地下水中污染物)质量, kg ; Q_T 为场地消耗的总能量, kJ 。

$$Q_T = \eta \times Q_E \quad (2)$$

式(2)中, η 为能量转化效率, %; Q_E 为燃气燃烧或电在理论上转化的热能, kJ 。

$$M_i = \int (C_{1,si} - C_{0,si}) \times \rho \times 10^{-6} dV + \int (C_{1,wi} - C_{0,wi}) \times \emptyset \times S_w \times 10^{-3} dV \quad (3)$$

式(3)中, M_i 为第 i 种污染物(包含土壤和地下水中污染物)质量, kg ; $C_{1,si}$ 为场地土壤中第 i 种污染物浓度, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; $C_{0,si}$ 为场地土壤中第 i 种污染物修复目标, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; $C_{1,wi}$ 为场地地下水中第 i 种污染物浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; $C_{0,wi}$ 为场地地下水中第 i 种污染物修复目标, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; ρ 为土壤容重, $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$; V 为单位修复土壤或地下水体积, m^3 ; \emptyset 为土壤孔隙率; S_w 为土壤水饱和度。

1.2 污染土水体积能效评价方法

体积能效评价指消耗单位能量可以修复的污染土壤和地下水体积, 计算公式为

$$X_2 = \frac{V_T}{Q_T} \quad (4)$$

式(4)中, X_2 为场地消耗单位能量修复的污染土壤或地下水体积, $\text{m}^3 \cdot \text{kJ}^{-1}$; Q_T 为场地消耗总能量, kJ ; V_T 为场地中污染土壤和地下水体积, m^3 。

$$Q_T = \eta \times Q_E \quad (5)$$

式(5)中, η 为能量利用效率, %; Q_E 为燃气燃烧或电在理论上转化的热能, kJ 。

$$V_T = \sum S_{s,i} \times d_{s,i} \times (1 - \emptyset) + \sum S_{g,j} \times d_{g,j} \times \emptyset \times S_w \quad (6)$$

式(6)中, V_T 为场地需要修复的土壤和地下水总体积, m^3 ; $S_{s,i}$ 为第 i 层土壤待修复面积, m^2 ; $d_{s,i}$ 为第 i 层土壤待修复厚度, m ; $S_{g,j}$ 为第 j 层地下水待修复面积, m^2 ; $d_{g,j}$ 为第 j 层地下水待修复厚度, m ; \emptyset 为土壤孔隙率; S_w 为土壤水饱和度。

1.3 热脱附能量受体的能量消耗

根据原位热脱附技术的作用原理, 定量计算两种能量受体所消耗的能量。污染物去除消耗的能量计算公式为

$$Q_p = \int (C_{1,si} - C_{0,si}) \times V \times \rho \times H_v \times 10^{-6} dV + \int (C_{1,wi} - C_{0,wi}) \times V \times \emptyset \times S_w \times H_v \times 10^{-3} dV \quad (7)$$

式(7)中, Q_p 为污染物去除所消耗的能量, kJ ; $C_{1,si}$ 为场地土壤中第 i 种污染物浓度, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; $C_{0,si}$ 为场地土壤中第 i 种污染物修复目标, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; $C_{1,wi}$ 为场地地下水中第 i 种污染物浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; $C_{0,wi}$ 为场地地下水中第 i 种污染物修复目标, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; ρ 为土壤容重, $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$; dV 为单位修复土壤或地下水体积, m^3 ; \emptyset 为土壤孔隙率; S_w 为土壤水饱和度; H_v 为第 i 种污染物在某温度条件下的蒸发焓, $\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

目标温度低于水的沸点和目标温度高于水的沸点条件下污染土水加热消耗的能量(Q_{SC_1} 和 Q_{SC_2}) 计算公式分别为

$$Q_{SC_1} = V \times [\rho_R \times C_R \times (1 - \emptyset) + \rho_w \times C_w \times \emptyset \times S_w] \times (T_e - T_i) \quad (8)$$

$$Q_{SC_2} = V \times [\rho_R \times C_R \times (1 - \emptyset) \times (T_e - T_i) + \rho_w \times C_w \times \emptyset \times S_w \times (T_b - T_i) + \rho_w \times h_w \times \emptyset \times S_w] \quad (9)$$

式(8)~(9)中, ρ_R 为土壤密度(不含孔隙率), $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$; C_R 为土壤比热容, $\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{C}^{-1}$; \emptyset 为土壤孔隙率; ρ_w 为水的密度, $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$; C_w 为水的比热容, $\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{C}^{-1}$; S_w 为水的饱和度; T_e 为目标温度, C ; T_i 为初始温度, C ; T_b 为常温常压下水的沸点, C ; h_w 为常温常压下水的蒸发焓, $\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$; V 为加热体积, m^3 。

2 工程概况

2.1 场地土壤污染情况

该场地土壤主要污染物为氯乙烷、顺-1,2-二氯乙烷、1,2-二氯乙烷、三氯乙烷、1,1,2-三氯乙烷、四氯乙烷、1,1,2,2-四氯乙烷、六氯丁二烯和氯仿; 地下水主要污染物为1,1,1,2-四氯乙烷、1,1,2,2-四氯乙烷、1,1-二氯乙烷、1,3-二氯丙烷、二溴甲烷、氯乙烷、三氯乙烷、顺1,2-二氯乙烷、溴苯和溴甲烷等。

2.2 场地地层条件

按照地层沉积年代、成因类型, 将该场地埋深14 m 范围划分为人工堆积层(Q_{ml}) 和第四纪海陆交互相沉积层(Q_{mc}), 其中人工堆积层为杂填土和素填土, 而第四纪海陆交互相沉积层则包括黏土、粉土及粉质黏土等层次。场地具体水文地质情况见图1。

2.3 工程规模及运行参数

该场地原位热脱附采用的加热方式为热传导加热。场地内主要设置原位热脱附修复区(以下简

称热脱附区), 区块 5 为对照区; 其中, 中试试验区为原位热脱附耦合化学氧化修复区(以下简称耦合区或试验区), 平面布局见图 2。其中, 热脱附区区块 5 土壤和地下水修复面积均为 3 200 m², 修复深度为 14 m。耦合区土壤和地下水修复面积均为 177

m², 修复深度为 14.5 m。场地土壤容重为 1.7 g · cm⁻³, 孔隙率为 0.33。耦合区采用原位热脱附耦合化学氧化技术, 目标温度为 60 ℃, 修复时间为 122 d。热脱附区仅采用原位热脱附技术, 目标温度为 100 ℃, 修复时间为 150 d。

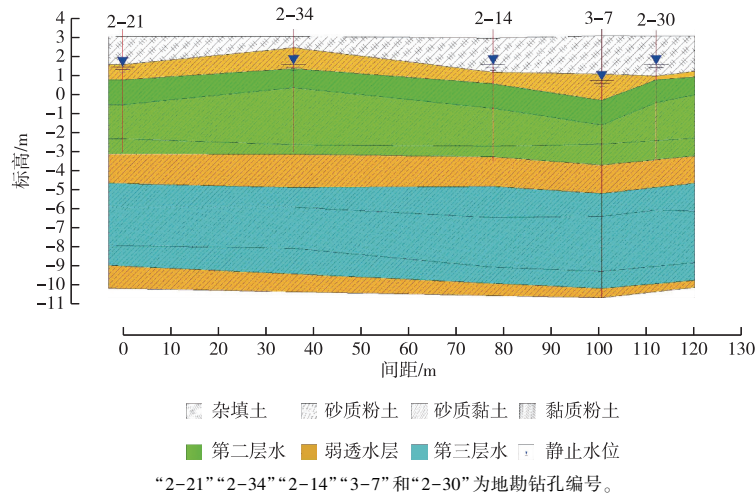


图 1 场地水文地质情况
Fig. 1 The hydrogeology of the project site

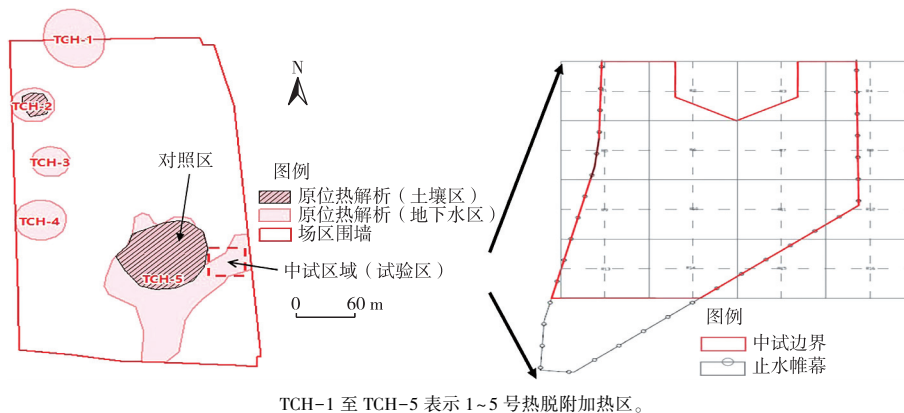


图 2 污染场地平面布局
Fig. 2 The layout of contaminated site

2.4 相关参数的计算

通过美国国家标准与技术研究院 (National Institute of Standards and Technology, NIST) 数据库^[15] 查询各污染物的热物理性质常数(表 1)。耦合区和热脱附区土壤和地下水污染情况见表 2~6。耦合区和热脱附区能量消耗见表 7。

3 结果与讨论

3.1 污染物能效评价结果

根据式(3), 结合场地中污染物空间分布情况, 对该场地热脱附对照区和耦合区中土壤和地下水

污染物总量进行测算, 结果见表 8。热脱附对照区土壤和地下水污染物总量分别为 228 755 和 633 kg, 污染物总量为 229 388 kg; 经蒸发焓归一化后土壤和地下水污染物总量分别为 24 121 和 75.5 kg, 污染物总量为 24 196.5 kg。耦合区土壤和地下水污染物总量分别为 515.37 和 93.82 kg, 污染物总量为 609.19 kg; 经过蒸发焓归一化后土壤和地下水污染物总量分别为 55.87 和 10.05 kg, 污染物总量为 65.92 kg。经过归一化后, 污染物总量降低, 主要是因为水的蒸发焓高于其他污染物。但由于热脱附对照区和耦合区规模不同, 为方便对比两个区域土

壤和地下水的污染程度,以单位土体(含地下水)中污染物量表示污染程度。因此,热脱附对照区污染程度为 $5.21 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$,而耦合区为 $0.24 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ 。由此说明,热脱附对照区土壤和地下水污染程度高

于耦合区土壤和地下水污染程度,热脱附对照区污染程度约为耦合区的 21 倍。该结果也验证了原位热脱附在污染程度高的场地具有较高的能量使用效率^[16]。

表 1 污染物的热物理性质

Table 1 Thermal properties of contaminants

| 序号 | 物质 | 蒸发焓/(kJ·kg ⁻¹) | | 序号 | 物质 | 蒸发焓/(kJ·kg ⁻¹) | | 序号 | 物质 | 蒸发焓/(kJ·kg ⁻¹) | |
|----|--------------|----------------------------|--------|----|------------|----------------------------|--------|----|--------------|----------------------------|----------|
| | | 60℃ | 40℃ | | | 60℃ | 40℃ | | | 60℃ | 40℃ |
| 1 | 六氯丁二烯 | 163.43 | 165.90 | 10 | 1,1,1-三氯乙烷 | 225.34 | 231.69 | 19 | 1,1-二氯乙烯 | 270.55 | 282.00 |
| 2 | 氯乙烯 | 275.25 | 295.36 | 11 | 四氯化碳 | 195.95 | 201.10 | 20 | 1,1-二氯乙烷 | 292.80 | 302.17 |
| 3 | 顺-1,2-二氯乙烯 | 303.34 | 312.23 | 12 | 苯 | 405.71 | 418.82 | 21 | 1,2,3-三氯丙烷 | 289.78 | 295.88 |
| 4 | 1,2-二氯乙烷 | 343.68 | 343.68 | 13 | 氯苯 | 341.73 | 348.87 | 22 | 1,3-二氯丙烷 | 332.80 | 340.64 |
| 5 | 三氯乙烯 | 244.37 | 250.45 | 14 | 1,2-二氯丙烷 | 296.74 | 304.12 | 23 | 1,1,1,2-四氯乙烷 | 223.30 | 228.05 |
| 6 | 1,1,2-三氯乙烷 | 282.48 | 289.03 | 15 | 二氯甲烷 | 313.09 | 323.72 | 24 | 2,3-二氯丙烯 | 290.59 | 297.64 |
| 7 | 四氯乙烯 | 224.40 | 229.23 | 16 | 反-1,2-二氯乙烯 | 271.63 | 280.69 | 25 | 1,1-二氯丙烯 | 288.36 | 296.11 |
| 8 | 1,1,2,2-四氯乙烷 | 257.89 | 263.14 | 17 | 1,2-二溴乙烷 | 214.13 | 218.53 | 26 | 水 | 2 361.78 | 2 407.51 |
| 9 | 三氯甲烷 | 246.18 | 253.43 | 18 | 氯乙烷 | 342.22 | 359.27 | | | | |

表 2 耦合区土壤污染情况

Table 2 Soil pollution in area treated with thermal desorption coupled with chemical oxidation

| 区块编号 | 土层编号 | 污染物名称 | 平均浓度 | 目标浓度 | 修复区块面积/m ² | 区块编号 | 土层编号 | 污染物名称 | 平均浓度 | 目标浓度 | 修复区块面积/m ² |
|------|------|------------|--------|------|-----------------------|------|------|--------------|-------|------|-----------------------|
| 1 | 1 | 三氯甲烷 | 2.70 | 0.22 | 110 | 2 | 1 | 三氯乙烯 | 4.60 | 7.5 | 67 |
| 1 | 2 | 三氯甲烷 | 187.12 | 0.22 | 110 | 2 | 2 | 三氯乙烯 | 0.08 | 7.5 | 67 |
| 2 | 1 | 三氯甲烷 | 0.51 | 0.22 | 67 | 1 | 1 | 1,1,2-三氯乙烷 | 1.82 | 0.5 | 110 |
| 2 | 2 | 三氯甲烷 | 0.12 | 0.22 | 67 | 1 | 2 | 1,1,2-三氯乙烷 | 2.14 | 0.5 | 110 |
| 1 | 1 | 氯乙烯 | 0.63 | 0.25 | 110 | 2 | 1 | 1,1,2-三氯乙烷 | 2.21 | 0.5 | 67 |
| 1 | 2 | 氯乙烯 | 2.67 | 0.25 | 110 | 2 | 2 | 1,1,2-三氯乙烷 | 1.13 | 0.5 | 67 |
| 2 | 1 | 氯乙烯 | 0.85 | 0.25 | 67 | 1 | 1 | 四氯乙烯 | 20.90 | 4.6 | 110 |
| 2 | 2 | 氯乙烯 | 4.31 | 0.25 | 67 | 1 | 2 | 四氯乙烯 | 26.35 | 4.6 | 110 |
| 1 | 1 | 顺-1,2-二氯乙烯 | 25.22 | 43 | 110 | 2 | 1 | 四氯乙烯 | 20.89 | 4.6 | 67 |
| 1 | 2 | 顺-1,2-二氯乙烯 | 45.93 | 43 | 110 | 2 | 2 | 四氯乙烯 | 0.47 | 4.6 | 67 |
| 2 | 1 | 顺-1,2-二氯乙烯 | 25.69 | 43 | 67 | 1 | 1 | 1,1,2,2-四氯乙烷 | 37.55 | 1.6 | 110 |
| 2 | 2 | 顺-1,2-二氯乙烯 | 15.36 | 43 | 67 | 1 | 2 | 1,1,2,2-四氯乙烷 | 16.92 | 1.6 | 110 |
| 1 | 1 | 1,2-二氯乙烷 | 1.18 | 3.1 | 110 | 2 | 1 | 1,1,2,2-四氯乙烷 | 1.34 | 1.6 | 67 |
| 1 | 2 | 1,2-二氯乙烷 | 15.24 | 3.1 | 110 | 2 | 2 | 1,1,2,2-四氯乙烷 | 1.86 | 1.6 | 67 |
| 2 | 1 | 1,2-二氯乙烷 | 3.26 | 3.1 | 67 | 1 | 1 | 六氯丁二烯 | 8.44 | 8.9 | 110 |
| 2 | 2 | 1,2-二氯乙烷 | 3.40 | 3.1 | 67 | 1 | 2 | 六氯丁二烯 | 6.42 | 8.9 | 110 |
| 1 | 1 | 三氯乙烯 | 20.54 | 7.5 | 110 | 2 | 1 | 六氯丁二烯 | 9.65 | 8.9 | 67 |
| 1 | 2 | 三氯乙烯 | 39.47 | 7.5 | 110 | 2 | 2 | 六氯丁二烯 | 3.08 | 8.9 | 67 |

土层 1 和土层 2 修复深度分别为 6.5 和 8 m。平均浓度和目标浓度单位均为 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

表 3 耦合区地下水污染情况

Table 3 Groundwater pollution in area treated with thermal desorption coupled with chemical oxidation

| 区块编号 | 污染物名称 | 平均浓度 | 目标浓度 | 修复区块面积/m ² | 区块编号 | 污染物名称 | 平均浓度 | 目标浓度 | 修复区块面积/m ² |
|------|--------------|---------|------|-----------------------|------|--------------|------|------|-----------------------|
| 1 | 三氯甲烷 | 151 450 | 300 | 110 | 2 | 1,2-二氯乙烷 | 113 | 40 | 67 |
| 1 | 三氯乙烯 | 32 292 | 210 | 110 | 2 | 三氯乙烯 | 582 | 210 | 67 |
| 1 | 四氯乙烯 | 2 992 | 40 | 110 | 2 | 1,1,2-三氯乙烷 | 30 | 60 | 67 |
| 1 | 1,1,2,2-四氯乙烷 | 3 063 | 2 | 110 | 2 | 四氯乙烯 | 190 | 40 | 67 |
| 2 | 三氯甲烷 | 773 | 300 | 67 | 2 | 1,1,2,2-四氯乙烷 | 38 | 2 | 67 |
| 2 | 氯乙烯 | 1 252 | 90 | 67 | 2 | 六氯丁二烯 | 175 | — | 67 |
| 2 | 顺-1,2-二氯乙烯 | 1 243 | 70 | 67 | | | | | |

修复深度均为 13.5 m。平均浓度和目标浓度单位均为 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 。“—”表示无数据。

表 4 热脱附区中区块 2 土壤污染情况

Table 4 Soil pollution of TCH-2 in area treated with only thermal desorption

| 土层/ m | 污染物 | 平均 浓度 | 目标 浓度 | 土层/ m | 污染物 | 平均 浓度 | 目标 浓度 | 土层/ m | 污染物 | 平均 浓度 | 目标 浓度 | |
|----------|--------------|----------|----------|------------|------------|----------|----------|--------------|--------------|----------|----------|-----|
| 2~4 | 三氯乙烯 | 34.2 | 7.5 | >6~8 | 氯乙烯 | 1.2 | 0.25 | | 1,1,2,2-四氯乙烷 | 12.8 | 1.6 | |
| | 四氯乙烯 | 9.1 | 4.6 | | 二氯甲烷 | 31.3 | 0.64 | | 三氯甲烷 | 13.3 | 0.22 | |
| | 1,1,2,2-四氯乙烷 | 1.9 | 1.6 | | 反-1,2-二氯乙烯 | 57.7 | 150 | | >8~10 | 1,2-二氯乙烷 | 4.6 | 3.1 |
| | 六氯丁二烯 | 49.3 | 8.9 | | 顺-1,2-二氯乙烯 | 723.2 | 43 | | >10~12 | 1,2-二氯乙烷 | 2.9 | 3.1 |
| >4~6 | 苯 | 86.8 | 0.64 | 四氯化碳 | 4.8 | 2 | | 三氯乙烯 | 87.1 | 7.5 | | |
| | 三氯乙烯 | 81.5 | 7.5 | 1,2-二氯乙烷 | 21.8 | 3.1 | | 1,1,2-三氯乙烷 | 2.8 | 0.5 | | |
| | 1,1,2-三氯乙烷 | 1.0 | 0.5 | 三氯乙烯 | 1 767.4 | 7.5 | | 1,1,2,2-四氯乙烷 | 4.6 | 1.6 | | |
| | 三氯甲烷 | 3.6 | 0.22 | 1,1,2-三氯乙烷 | 11.9 | 0.5 | | 四氯乙烯 | 7.5 | 4.6 | | |
| | 顺-1,2-二氯乙烷 | 146.7 | 43 | 四氯乙烯 | 238.4 | 4.6 | | 三氯甲烷 | 36.5 | 0.22 | | |

修复深度均为 2 m。平均浓度和目标浓度单位均为 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。土层 2~4、>4~6、>6~8、>8~10 和 >10~12 m 的修复区块面积分别为 3 105.8、3 105.8、2 784.6、2 820.2 和 1 805.7 m^2 。

表 5 热脱附区中区块 5 土壤污染情况

Table 5 Soil pollution of TCH-5 in area treated with only thermal desorption

| 土层/ m | 污染物名称 | 平均 浓度 | 目标 浓度 | 土层/ m | 污染物名称 | 平均 浓度 | 目标 浓度 | 土层/ m | 污染物名称 | 平均 浓度 | 目标 浓度 | |
|--------------|--------------|------------|----------|--------------|--------------|----------|----------|--------------|--------------|----------|----------|---------|
| 0~2 | 氯乙烯 | 7.8 | 0.25 | >4~6 | 苯 | 0.8 | 0.64 | >8~10 | 苯 | 8.6 | 0.64 | |
| | 顺-1,2-二氯乙烯 | 73.0 | 43 | | 氯乙烯 | 2.2 | 0.25 | | 1,2-二氯丙烷 | 47.2 | 5 | |
| | 1,2-二氯乙烷 | 4.1 | 3.1 | | 1,2-二氯乙烷 | 7.7 | 3.1 | | 氯乙烯 | 1.0 | 0.25 | |
| | 三氯乙烯 | 68.7 | 7.5 | | 三氯乙烯 | 145.0 | 7.5 | | 顺-1,2-二氯乙烯 | 108.0 | 43 | |
| | 1,1,2-三氯乙烷 | 1.1 | 0.5 | | 1,1,2-三氯乙烷 | 2.7 | 0.5 | | 三氯乙烯 | 3 321.0 | 7.5 | |
| | 四氯乙烯 | 1 068.2 | 4.6 | | 四氯乙烯 | 17.5 | 4.6 | | 1,1,2-三氯乙烷 | 161.0 | 0.5 | |
| | 1,1,2,2-四氯乙烷 | 7.7 | 1.6 | | 1,1,2,2-四氯乙烷 | 60.0 | 1.6 | | 四氯乙烯 | 1 397.7 | 4.6 | |
| | 三氯甲烷 | 26.8 | 0.22 | | 六氯丁二烯 | 17.2 | 8.9 | | 1,1,2,2-四氯乙烷 | 8 583.5 | 1.6 | |
| | >2~4 | 氯乙烯 | 2.5 | | 0.25 | 三氯甲烷 | 14.6 | | 0.22 | 六氯丁二烯 | 678.0 | 8.9 |
| | | 顺-1,2-二氯乙烯 | 70.4 | | 43 | >6~8 | 苯 | | 1.5 | 0.64 | 三氯甲烷 | 3 044.0 |
| 1,1,1-三氯乙烷 | | 663.0 | 580 | 氯乙烯 | 3.2 | | 0.25 | >10~12 | 二氯甲烷 | 41.5 | 0.64 | |
| 四氯化碳 | | 22.7 | 2 | 顺-1,2-二氯乙烯 | 69.5 | | 43 | 1,2-二氯乙烷 | 24.7 | 3.1 | | |
| 1,2-二氯乙烷 | | 5.0 | 3.1 | 1,2-二氯乙烷 | 5.9 | | 3.1 | 氯乙烯 | 3.6 | 0.25 | | |
| 三氯乙烯 | | 181.5 | 7.5 | 三氯乙烯 | 139.0 | | 7.5 | 顺-1,2-二氯乙烯 | 73.4 | 43 | | |
| 1,1,2-三氯乙烷 | | 6.2 | 0.5 | 1,1,2-三氯乙烷 | 6.7 | | 0.5 | 三氯乙烯 | 320.1 | 7.5 | | |
| 四氯乙烯 | | 167.0 | 4.6 | 四氯乙烯 | 15.6 | | 4.6 | 1,1,2-三氯乙烷 | 15.6 | 0.5 | | |
| 1,1,2,2-四氯乙烷 | | 336.2 | 1.6 | 1,1,2,2-四氯乙烷 | 134.0 | | 1.6 | 1,1,2,2-四氯乙烷 | 38.2 | 1.6 | | |
| 六氯丁二烯 | | 96.1 | 8.9 | 氯苯 | 122.0 | | 41 | 三氯甲烷 | 356.0 | 0.22 | | |
| 三氯甲烷 | 14.5 | 0.22 | 三氯甲烷 | 68.9 | 0.22 | | >12~14 | 1,2-二氯乙烷 | 48.5 | 3.1 | | |

修复深度均为 2 m。平均浓度和目标浓度单位均为 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。土层 0~2、>2~4、>4~6、>6~8、>8~10、>10~12 和 >12~14 m 的修复区块面积分别为 2 391.4、3 105.8、3 806.6、2 784.6、2 820.2、1 805.7 和 268.1 m^2 。

根据式(1),分别计算热脱附对照区和耦合区污染物能效,结果见表 8。其中,热脱附对照区污染物能效为 $8.81 \times 10^{-7} \text{ kg} \cdot \text{kJ}^{-1}$,而耦合区污染物能效为 $2.08 \times 10^{-7} \text{ kg} \cdot \text{kJ}^{-1}$,热脱附对照区能效高于耦合区。

3.2 污染土水体积能效评价结果

考虑到热脱附技术的作用原理是通过对土壤和地下水加热从而促进污染物的解吸脱附等,笔者提出另一种能效评价指标——体积能效评价,即消耗单位能量可以修复污染土壤或地下水的体积。

根据式(6),结合场地中污染物空间分布情况,对该场地热脱附对照区和耦合区土壤和地下水体积进行测算,结果见表 9。热脱附对照区土壤和地下水污染体积分别为 22 756 和 6 336 m^3 ;耦合区土壤和地下水污染体积分别为 1 720 和 789 m^3 。

根据式(4)计算热脱附对照区和耦合区体积能效,结果见表 9。其中,热脱附对照区体积能效为 $1.06 \times 10^{-6} \text{ m}^3 \cdot \text{kJ}^{-1}$,而耦合区体积能效为 $7.91 \times 10^{-6} \text{ m}^3 \cdot \text{kJ}^{-1}$,耦合区能效高于热脱附对照区。

表 6 热脱附区区块 5 地下水污染情况

Table 6 Groundwater pollution of TCH-5 in area treated with only thermal desorption

| 调查次序及层次 | 污染物名称 | 平均浓度 | 目标浓度 | 调查次序及层次 | 污染物名称 | 平均浓度 | 目标浓度 | 调查次序及层次 | 污染物名称 | 平均浓度 | 目标浓度 |
|---------|--------------|--------|-------|---------|--------------|--------|-------|---------|--------------|------|-------|
| 第 1 次 | | | | 3 | 苯 | 20 654 | 120 | | 1,1-二氯乙烯 | 15.9 | 60 |
| 2 | 苯 | 25.2 | 120 | | 氯乙烯 | 472 | 90 | | 反-1,2-二氯乙烯 | 32.3 | 148.5 |
| | 1,2-二溴乙烷 | 6.90 | 1.71 | | 1,1-二氯乙烯 | 113 | 60 | | 1,1-二氯乙烷 | 26.2 | 50 |
| | 氯乙烯 | 5 802 | 90 | | 反-1,2-二氯乙烯 | 10 536 | 148.5 | | 顺-1,2-二氯乙烯 | 891 | 70 |
| | 氯乙烷 | 114 | 79.79 | | 1,1-二氯乙烷 | 4 275 | 50 | | 1,2-二氯乙烷 | 30.8 | 40 |
| | 1,1-二氯乙烯 | 38.6 | 60 | | 顺-1,2-二氯乙烯 | 26 819 | 70 | | 1,3-二氯丙烷 | 1.20 | 0.17 |
| | 反-1,2-二氯乙烯 | 600 | 148.5 | | 1,1,1-三氯乙烷 | 4 450 | 4 000 | | 四氯乙烯 | 18.2 | 40 |
| | 1,1-二氯乙烷 | 163 | 50 | | 1,2-二氯乙烷 | 4 371 | 40 | | 1,1,1,2-四氯乙烷 | 1.20 | 0.22 |
| | 顺-1,2-二氯乙烯 | 6 088 | 70 | | 三氯乙烯 | 52 024 | 210 | 3 | 顺-1,3-二氯丙烷 | 2.10 | 0.54 |
| | 1,2-二氯乙烷 | 949 | 40 | | 1,1,2-三氯乙烷 | 10 330 | 60 | | 氯乙烯 | 391 | 0.69 |
| | 三氯乙烯 | 10 910 | 210 | | 1,3-二氯丙烷 | 1.67 | 0.17 | | 1,1-二氯乙烯 | 47.2 | 60 |
| | 1,1,2-三氯乙烷 | 1 065 | 60 | | 四氯乙烯 | 1 751 | 40 | | 顺-1,2-二氯乙烯 | 246 | 70 |
| | 四氯乙烯 | 638 | 40 | | 1,1,2,2-四氯乙烷 | 28 872 | 2 | | 1,2-二氯乙烷 | 104 | 40 |
| | 1,1,2,2-四氯乙烷 | 13 384 | 2 | | 三氯甲烷 | 1 804 | 300 | | 1,3-二氯丙烷 | 7.20 | 0.17 |
| | 1,2,3-三氯丙烷 | 20.5 | 4 | 第 2 次 | | | | | 四氯乙烯 | 240 | 40 |
| | 三氯甲烷 | 29 312 | 300 | 2 | 氯乙烯 | 48.0 | 90 | | | | |

修复区块面积均为 3 200 m²。平均浓度和目标浓度单位均为 μg · L⁻¹。第 2 和 3 层地下水修复深度分别为 4 和 2 m。

表 7 热脱附对照区和耦合区能量消耗

Table 7 Energy consumption of areas treated by only thermal desorption and by thermal desorption coupled with chemical oxidation

| 区域 | 用电消耗量/(kW · h) | 电能利用率/% |
|--------|----------------|---------|
| 热脱附对照区 | 12 000 000 | 63.60 |
| 耦合区 | 138 488 | 63.60 |

表 8 热脱附对照区和耦合区污染物能效评价结果

Table 8 The energy efficiency based on pollutants of areas treated by only thermal desorption and by thermal desorption coupled with chemical oxidation

| 区域 | 污染物总量/kg | | 归一化后污染物总量/kg | | X ₁ /(kg · kJ ⁻¹) |
|--------|----------|-----|--------------|-----|--|
| | 土壤 | 地下水 | 土壤 | 地下水 | |
| 热脱附对照区 | 228 755 | 633 | 24 121 | 76 | 8.81E-07 |
| 耦合区 | 515 | 94 | 56 | 10 | 2.08E-07 |

X₁为污染物能效。

表 9 热脱附对照区和耦合区体积能效评价结果

Table 9 The evaluation of energy efficiency based on polluted volume of areas treated by only thermal desorption and by thermal desorption coupled with chemical oxidation

| 区域 | 修复体积/m ³ | 污染体积/m ³ | | X ₂ /(m ³ · kJ ⁻¹) |
|--------|---------------------|---------------------|-------|--|
| | | 土壤 | 地下水 | |
| 热脱附对照区 | 44 800 | 22 756 | 6 336 | 1.06E-06 |
| 耦合区 | 2 566.5 | 1 720 | 789 | 7.91E-06 |

X₂为场地消耗单位能量修复污染土壤或地下水体积。

3.3 适用性分析

根据原位热脱附技术的能量作用原理,分别计

算热脱附对照区和耦合区污染物和热传导介质在原位热脱附作用下的能量消耗,结果见表 10。对于热脱附对照区,原位热脱附作用于污染物的能量占总能量消耗的 17.57%,而土水加热所消耗的能量占比则为 61.80%。对于耦合区,原位热脱附作用于污染物的能量仅占总能量消耗的 2.11%,而土水加热所消耗的能量占比则为 74.43%。前文分析表明,热脱附对照区污染程度约为耦合区的 21 倍。由此说明原位热脱附技术的能量消耗受污染物含量的影响并不显著,而受污染土水体积的影响更显著。

表 10 热脱附对照区和耦合区能量受体的能耗

Table 10 Energy consumption of receptors in areas treated by only thermal desorption and by thermal desorption coupled with chemical oxidation

| 类型 | 耦合区 | | 热脱附对照区 | |
|-----------|-----------|-------|----------|-------|
| | 能量/kJ | 占比/% | 能量/kJ | 占比/% |
| 总消耗能量 | 3.17E+08 | | 2.75E+10 | |
| 土水加热消耗能量 | 2.36E+08 | 74.43 | 1.70E+10 | 61.80 |
| 污染物加热消耗能量 | 6 694 559 | 2.11 | 4.83E+09 | 17.57 |

此外,例如耦合区地下水中三氯甲烷和三氯乙烯平均质量浓度分别为 151.45 和 32.29 mg · L⁻¹,而热脱附对照区地下水中三氯甲烷和三氯乙烯平均质量浓度分别为 29.31 和 52.02 mg · L⁻¹,均远高于其在水中的溶解度,说明该地块中可能存在重非水相物质(DNAPL),因此,基于污染物的能效评价方法会低估污染物总量,从而低估热脱附技术的能效结果。

因此,综合考虑原位热脱附技术的能耗分析和污染物含量计算的不确定性,该研究认为对于原位热脱附技术采用基于体积能效的评价方法更有意义。

4 结论

针对原位热脱附技术(或以原位热脱附技术为主的耦合技术),建立了基于污染物和污染土水体积的能效评价方法;考虑到原位热脱附技术能量受体的能耗分析结果和污染物量计算的不确定性,原位热脱附技术采用体积能效评价方法更有意义;热脱附对照区体积能效为 $1.06 \times 10^{-6} \text{ m}^3 \cdot \text{kJ}^{-1}$,耦合区体积能效为 $7.91 \times 10^{-6} \text{ m}^3 \cdot \text{kJ}^{-1}$,耦合化学氧化技术后能效提升约 6.5 倍。

参考文献:

- [1] 康绍果,李书鹏,范云.污染地块原位加热处理技术研究现状与发展趋势[J].化工进展,2017,36(7):2621-2631.[KANG Shao-guo, LI Shu-peng, FAN Yun. Research Status and Development Trend of in Situ Thermal Treatment Technologies for Contaminated Site [J]. Chemical Industry and Engineering Progress, 2017, 36(7): 2621-2631.]
- [2] ZHAO Cheng, DONG Yan, FENG Yu-peng. Thermal Desorption for Remediation of Contaminated Soil: A Review [J]. Chemosphere, 2019, 221: 841-855.
- [3] 李书鹏,焦文涛,李鸿炫,等.燃气热脱附技术修复有机污染场地研究与应用进展[J].环境工程学报,2019,13(9):2037-2048.[LI Shu-peng, JIAO Wen-tao, LI Hong-xuan, et al. Research and Application Progress of Gas Thermal Desorption Technology for the Remediation of Organic Contaminated Sites [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2019, 13(9): 2037-2048.]
- [4] 生态环境部土壤生态环境司,生态环境部南京环境科学研究所.土壤污染风险管控与修复技术手册[M].北京:中国环境出版集团,2022:116-123.[Department of Soil Ecology and Environment of MEE, Nanjing Institute of Environmental Sciences of MEE. Technical Manual for Risk Control and Remediation of Contaminated Soil [M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2022: 116-123.]
- [5] 谢炳坤,姜祖明,曾俊,等.多环芳烃类污染场地应用原位电热脱附技术的能效分析[J].环境工程,2021,39(8):173-178,187.[XIE Bing-kun, JIANG Zu-ming, ZENG Jun, et al. Energy Efficiency Analysis of In-situ Electrothermal Desorption Technology in Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) Contaminated Site [J]. Environmental Engineering, 2021, 39(8): 173-178, 187.]
- [6] 韩伟,叶渊,焦文涛,等.污染场地修复中原位热脱附技术与其他相关技术耦合联用的意义、效果及展望[J].环境工程学报,2019,13(10):2302-2310.[HAN Wei, YE Yuan, JIAO Wen-tao, et al. Significance, Effects and Prospect of In-situ Thermal Desorption Coupled with Other Related Technologies in the Contaminated Site Remediation [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2019, 13(10): 2302-2310.]
- [7] 高艳菲.六六六和滴滴涕污染场地土壤的修复[D].南京:南京农业大学,2011.[GAO Yan-fei. Remediation of Contaminated Soil with BHCs and DDTs [D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2011.]
- [8] 马福俊,丛鑫,张倩,等.模拟水泥窑工艺对污染土壤热解吸尾气中六氯苯的去除效果[J].环境科学研究,2015,28(8):1311-1316.[MA Fu-jun, CONG Xin, ZHANG Qian, et al. Removal of Hexachlorobenzene in Thermal Desorption Offgas by Simulated Cement Kiln [J]. Research of Environmental Sciences, 2015, 28(8): 1311-1316.]
- [9] 张磊,崔勇,王坚,等.热脱附与机械研磨联合作用的污染土壤修复系统[J].环境保护科学,2019,45(6):119-123.[ZHANG Lei, CUI Yong, WANG Jian, et al. A Contaminated Soil Remediation System Combined Thermal Desorption with Mechanical Grinding [J]. Environmental Protection Science, 2019, 45(6): 119-123.]
- [10] 许优,顾海林,詹明秀,等.有机污染土壤异位直接热脱附装置节能降耗方案[J].环境工程学报,2019,13(9):2074-2082.[XU You, GU Hai-lin, ZHAN Ming-xiu, et al. Energy-saving and Consumption-reducing Scheme for Direct Thermal Desorption of Organic Contaminated Soil [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2019, 13(9): 2074-2082.]
- [11] 孟宪荣,葛松,许伟,等.原位电阻热脱附修复氯代烃污染土壤[J].环境工程学报,2021,15(2):669-676.[MENG Xian-rong, GE Song, XU Wei, et al. Remediation of Chlorohydrocarbon Contaminated Soil by In-situ Electrical Resistance Heating [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2021, 15(2): 669-676.]
- [12] Environment Agency, UK. Treating Waste by Thermal Desorption (An Addendum to S5.06) (382_12 - guidance) [EB/OL]. [2022-07-01]. <http://www.environment-agency.gov.uk>.
- [13] U. S. Environmental Protection Agency. In Situ Thermal Treatment, Technology Screening Matrix [EB/OL]. [2022-07-01]. <https://frtr.gov/matrix/In-Situ-Thermal>.
- [14] Centre of Competence for Soil, Groundwater and Site Revitalisation-TASK. Guidelines: In Situ Thermal Treatment (ISTT) for Source Zone Remediation of Soil and Groundwater [EB/OL]. (2013) [2022-07-01]. https://www.reconsite.com/fileadmin/dateien/Publikationen/ISTT_Guidelines_FINAL_PRINT.pdf.
- [15] NIST Chemistry WebBook [DB/OL]. [2022-07-01]. <http://webbook.nist.gov/chemistry>.
- [16] 方兴斌,诸毅.原位热脱附技术:适用于低渗透性土质的土壤修复技术[J].广州化工,2019,47(13):144-147,157.[FANG Xing-bin, ZHU Yi. In-situ Thermal Desorption Technology: A Soil Remediation Technology for Low Permeability Soil [J]. Guangzhou Chemical Industry, 2019, 47(13): 144-147, 157.]

作者简介: 范婷婷(1991—),女,安徽蚌埠人,助理研究员,博士,主要从事土壤污染调查溯源、污染过程与修复治理等方面的研究。E-mail: fantingting@nies.org

(责任编辑:李祥敏)